

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOOMAÖKOLOOGIA ÕPPETOOL

Anett Reilent
ÖKOLOOGILISED KONFLIKTSITUATSIOONID
LOODUSKAITSES

Bakalaureusetöö

Juhendaja: Kadri Runnel

TARTU 2013

Sisukord

Sissejuhatus	3
1. Looduskaitse tegevuse kõrvalmõjud ja looduskaitsekonfliktid	5
2. Üksikliigi kaitsega seotud konfliktsituatsioonid	8
2.1 Sihtliigi kaitsevõtted kahjustavad teisi kaitset väärivaid liike	9
2.2 Sihtliigi kaitsevõtted satuvad konflikti üldise liigirikkusega	12
2.3 Sihtliik mõjutab ökosüsteemi struktuuri	13
3. Looduskaitsevõtete pika- ja lühiajaliste mõjude vastuolu	16
4. Üldeesmärkidel rakendatavate looduskaitsevõtetega kaasnevad vastuolud	19
5. Järeldused	22
Kokkuvõte	25
Summary	27
Tänuavaldused	29
Kasutatud kirjandus	30

Sissejuhatus

Maaailmas elurikkus üha väheneb. Kõrge väljasuremiste arv ja võõrliikide invasioon survestavad ökosüsteeme: mõjutavad nende stabiilsust ja funktsioneerimist ning võivad põhjustada nende hävinemise (McCann 2000). Säilinud eluslooduse kaitseks rajatakse kaitsealasid, samuti taastatakse alade looduslikku seisundit ning võetakse kasutusele abinõusid inim mõjude vähendamiseks majandatavas maastikus (näiteks luuakse rohekoridore fragmenteerunud alade vahele). Selliste *looduskaitsevõtetega* võivad kaasneda konfliktid muu inimtegevusega. Siiani ongi teaduskirjanduses rohkem keskendutud looduskaitse konfliktidele põllumajanduse, metsanduse ja muu inimtegevuse suhtes (Young *et al.* 2010). Samas leidub konfliktisituatsioone ka looduskaitse siseselt. Selliseid erinevate looduskaitseliste eesmärkide vahelisi konflikte pole teadaolevalt varem teaduskirjanduses süstematiseeritult käsitletud. Just sellistele konfliktidele keskendub käesolev töö.

Looduskaitse sisestest – e *looduskaitsekonfliktide* lahendused mõjutavad liikide domineerimis- ja alluvussuhteid, koosluste omadusi ja liigilist koosseisu. Looduskaitsevõtete eesmärgiks on enamasti liigi, elupaiga või kogu koosluse kaitsmine või taastamine. Neid eesmärke püütakse täita kasutades mitmeid erinevaid lähenemisi. Näiteks kasutatakse esindusliikide meetodit, kus looduskaitsevõtete sihtliik arvatakse esindavat teiste, ökosüsteemis oluliste, liikide elupaigavajadusi (Simberloff 1998). Samas on liikide elupaiganõudlused erinevad ega pruugi esindusliigi omaga kokku langeda, mistõttu võivad valitud liigile/kooslusele suunatud looduskaitsevõtted mõjuda halvasti teistele kaitset väärivatele liikidele või organismirühmadele (Epps *et al.* 2011). Teine võimalus on ökosüsteemi kui terviku kaitsmine, mis tagab kaitse laiemal skaalal ning on eriti oluline vähe uuritud elupaikade ja elusorganismirühmade kaitstes (Franklin 1994). Siin võivad konfliktid tekkida ökosüsteemi kaitseks tehtavate taastamistööde ja üksiku ohustatud liigi nõudluste vahel (Negro *et al.* 2013).

Looduskaitstes leidub ka *kõrvalmõjusid*, kus kaitsetegevuse mõjul tekivad muutused ökosüsteemis, mis ei pruugi olla positiivsed, kuid siiski ei saa olukorda otseselt pidada konfliktiks looduskaitseliste eesmärkide vahel. Näiteks võivad looduskaitseliste tegevuse tõttu ühed liigid koosluses teistega asendada (Kuresoo & Mägi 2004).

Teiseks võimaluseks on looduskaitsevõtete ebapiisavus või vastuolulisus, mil looduskaitse eesmärgi täitmiseks rakendatavad võtted võivad ühtlasi kaasa tuua negatiivseid tagajärgi nendele samadele liikidele, kellele see võte oli suunatud (Simberloff *et al.* 1992). Rakendatavad meetodid on vahel vastuolulised ka seetõttu, et ühtlustavad muidu mitmekesist elupaikade struktuuri, kuna kasutatakse liialt üldistatud looduskaitse arusaamu erinevate liikide ja koosluste majandamisel (Severns & Moldenke 2010). Sellised looduskaitsetegevuse kõrvalmõjud on tihti raskesti eristatavad looduskaitsekonfliktidest, kuna võivad kaudselt mõjutada looduskaitse peaesmärki või alternatiivseid kaitset vajavaid koosluse osi.

Vaatamata sellele, et konfliktsituatsioonid ja kõrvalmõjud on looduskaitstes tavalised, ei ole tänaseni teaduskirjanduses teadaolevalt ilmunud neid käsitlevat süstematiseerivat ülevaadet. Selline ülevaade on siiski oluline, sest teadlikkus konfliktidest ja kõrvalmõjudest annab võimaluse valida kõige väiksema potentsiaalse negatiivse mõjuga looduskaitsevõtte. Seetõttu ongi käesoleva töö eesmärgid (1) näidete varal eristada ja defineerida looduskaitsetegevuste kõrvalmõjud ja -konfliktid; (2) anda ülevaade looduskaitsekonfliktide olemusest ja võimalikest tüüpidest.

Käesolev töö keskendub maismaaökosüsteemidele ja kooslustele ega käsitle agroökosüsteeme. Töö ei käsitle ka kaitsealade valiku küsimusi, kuna see on väga lai eraldiseisev teema.

Teadusartikleid otsiti kasutades andmebaase Scopus ja ISI Web of Knowledge ning otsingumootorit Google Scholar. Sageli ei olnud looduskaitsekonflikte võimalik leida konkreetsete otsisõnadega: konfliktsituatsioonid ilmnid alles artiklite diskussioonis ja ebapiisava andmestiku või uurituse tõttu neid pigem vaid mainiti kui käsitleti pikemalt. Kõrvalmõjud olid pigem välja toodud artiklites, mis käsitlesid konkreetse meetodi positiivseid ja negatiivseid mõjusid.

1. Looduskaitse tegevuse kõrvalmõjud ja looduskaitsekonfliktid

Looduskaitstes võib eristada konflikte ja kaitsevõtete rakendamisel tekkivaid kõrvalmõjusid. Kõrvalmõjud avalduvad objektidele, millele looduskaitse tegevus pole otseselt suunatud. Tavaliselt on kõrvalmõjud looduskaitse eesmärgi püstituse juures teadmata. Käesolevas töös on kõrvalmõjude seletamiseks enamasti kasutatud näiteid poollooduslikest kooslustest, sest looduskaitsevõtete kasutamisest, vajalikkusest ja mõjust poollooduslike koosluste puhul on rohkesti uuringuid tehtud ja seetõttu on kõrvalmõjude avaldumine kergemini jälgitav.

Üheks tüüpiliseks looduskaitse tegevuse kõrvalmõjuks on olukord, kus soovitatava looduskaitse eesmärgi suunal tegutsemine muudab koosluses osa, mida ei taheta muuta (selle tagajärjel võivad aga tekkida muutused ka kaitstavas koosluses). Sobilikuks näiteks on Lääne-Eesti poollooduslikel rannaniitudel tehtavad taastamis- ja looduskaitsetööd (karjatamine, niitmine ja põletamine), mida tehakse vältimaks rannaalade kinnikasvamist pilliroo (*Phragmites australis*) ja kadakatega (*Juniperus sp.*). Tööde eesmärgiks on säilitada rannaniitudele iseloomulik taimestik ja luua seeläbi rahvusvaheliselt olulistele linnuliikidele peatumis- ja toitumispaiaks sobilikke suuri lagedaid välju, kus kiskluse oht on väiksem (Kuresoo & Mägi 2004, Rannap & Rannap 2004). Rannaniidud on ühtlasi ka ühed viimased sobilikud elupaigad kõrele (*Bufo calamita*) ehk I kategooria kaitsestaatusena kahepaiksele Eestis (Rannap *et al.* 2007). Negatiivse kõrvalmõjuna vähendab roostiku eemaldamine aga pisiimetajate arvukust, sest avatud maastiku laienemisega kaovad elu-, varje- ja toitumispaiad. Elupaikade fragmenteerumine võib tingida populatsioonide isolatsiooni ja sellest lähtuvalt võib tekkida probleeme geenivooluga. See näiliselt tähtsusetu kõrvalmõju võib põhjustada muutusi ka kaitstavas taimekoosluses: nimelt võivad pisinärlised selektiivse seemnete söömisega mõjutada taimekooslust väiksemate seemnetega taimede soodustamise suunas (Scott *et al.* 2008).

Looduskaitsevõtete kõrvalmõjuna võib kaitstav kooslus muutuda mitmel erineval põhjusel. Näiteks on poollooduslike rannaniitude taastamisel kasutatavad kariloomad selektiivsed taimestiku eemaldajad (Boughton *et al.* 2013, Öckinger *et al.* 2006), kelle mõju avaldub lisaks toitumisele ka tallumises. Nimelt meeldivad loomadele niisked niidualad, kus tekib seetõttu probleem liigse tallumisega, mis muudab keskkonna

kuivemaks sel määral, et niiskuslembeline kooslus asendub kuivemapoolsega (Kaljuste 2004). Sarnaselt võib kaitstava koosluse vahetumise tingida taastamisel kasutatav ülepõletamine, kusjuures selle looduskaitsevõtte mõju kooslusele sõltub väga palju põlengu ajast. Näiteks kasutatakse lähistroopilistes rohtlates looduskaitselisi põlenguid taimede puhkeperioodil ehk jaanuarist veebruarini (märtsini). See-eest leiavad looduslikud põlengud tavaliselt aset taimede kasvamise perioodil, maist juunini, mil kuivad põuad vahelduvad äiksevihmadega, mis süütavad rohumaa (Boughton *et al.* 2013). Kuna kunstlik ülepõletamine hävitab varased kevadõitsejad, saavad selle tagajärjel varem õitsema hakata hilisemad taimed, mis vastavalt võivad ka koosluses domineerima hakata (Howe 1994). Taimekoosluse vahetusest sõltub omakorda ka fauna.

Samas leidub poollooduslikel rannaniitudel läbiviidavate looduskaitsetööde näitel ka olukordasid, kus looduskaitse tegevuse kõrvalmõjusid ja looduskaitsekonflikte on keeruline eristada. Näiteks avaldab roostike eemaldamine negatiivset mõju mõnele rahvusvaheliselt olulisele rannalinnuliigile. Nimelt roo-loorkull (*Circus aeruginosus*), kui ainus röövlind roostikes, ja hüüp (*Botaurus stellaris*) pesitsevad ja toituvad peamiselt roostikus ning hanelised (*Anseriformes*) kasutavad roostikke nii pesitsemiseks kui ka kevadrändel peatumiseks (Peters 2007). Seetõttu roostiku eemaldamine neid ei soosi. Sellegipoolest ei saa olukorda otseselt pidada looduskaitsekonfliktiks, kuna üldises plaanis leidub rohkem roostunud kui hooldatud rannaalasid.

Sarnaseid olukordi, kus looduskaitsetegevusel on ilmselged, kuid planeerimata, negatiivsed kõrvalmõjud, pakuvad rohekoridorid. Rohekoridore peetakse enamasti bioloogilise mitmekesisuse säilitamiseks kõige suurema potentsiaaliga strateegiaks killustatud maastike majandamisel (Haddad & Tewksbury 2005). Nende rajamise eesmärgid on vältida inbriidingu ohtu, võimaldada isendite liikumist pelgu-, toitumis- ja elupaikade vahel, võimaldada haruldaste liikide isenditevahelist geenisiiret (Beier & Noss 1998, Simberloff & Cox 1987), pakkuda uudset elupaika (Haddad & Tewksbury 2005) ning hoida ära suurest asustustihedusest tulenevaid isendite vahelisi kaklusi (Simberloff *et al.* 1992). Rohekoridoride negatiivne kõrvalmõju seisneb tulekahjude, nakkushaiguste ja parasiitide levikus metapopulatsioonide vahel ning kohalikud liigid ei tarvitse neid kasutada (Simberloff & Cox 1987), samal ajal kui need hõlbustavad nuhtlus- ja võõrliikide levimist (Beier & Noss 1998, Hess 1994). Näiteks levitab

baribal (*Ursus americanus*) brasiilia piparpuu (*Schinus terebinthifolius*) seemneid metsakoridore kaudu metsadesse, kuhu piparpuu iseseisvalt ei leviks (Simberloff & Cox 1987). Haigustest levib näiteks koerte katk mööda rohekoridore karnivooride lähikontakti kaudu (Hess 1994).

Pigem kõrvalmõjude kui konfliktide hulka kuuluvad ka sellist tüüpi näited, mille puhul looduskaitseline tegevus ühtlustab maastikku ja kaotab selle liigendatuse. Ka selliseid näiteid pakuvad poollooduslike koosluste majandamisvõtted (niitmine ja karjatamine). Need võtted võivad taimestikku ühtlustada sel määral, et muutub niidu kui elupaiga väärtus sealsetele putukatele. Näiteks leiti ühel Tšehhi poollooduslikul niidul tehtud uuringu käigus, et niitmistundlikest taimeliikidest (pilliroog; *Phragmites australis* ja liigid perekonnast kastevars; *Deschampsia*) sõltuvatel öölaste (*Noctuidae*) populatsioonidele võivad avalduda ühtlase niitmise puhul negatiivsed kõrvalmõjud (Šumpich & Konvička 2012). Lisaks on parasvöötme rohtlates tõdetud, et madal taimestik mõjub negatiivselt teistelegi selgrootutele, nagu võrke kuduvatele ämblikele (Schoier & Dumont 2012). Samas leidub ka vastupidiseid näiteid, kus halvasti mõjub just niitmise või karjatamise lõpetamine suurel alal. Ameerika endemse kimalase *Melissodes pullatella* märgade preerie elupaigas tahetakse looduskaitse eesmärgil lõpetada karjatamine. See avaldab mõju ohustatud taimeliigi *Lomatium bradshaw* populatsioonile, sest tema peamise liivherilaste sugukonnast tolmeldaja *Andrena pallidifovea* pesataimed asuvad vaid aladel, kus esineb karjatamist (Severns & Moldenke 2010).

Sama tüüpi näide Aafrikast on põõsaste eemaldamine poollooduslike koosluste taastamiseks (Blaum *et al.* 2007b, Öckinger *et al.* 2006). Põõsaste pealetungi käsitletakse tavaliselt negatiivse mõjuna rohtla liigilisele mitmekesisusele, ennekõike just taimedele (Blaum *et al.* 2007b) ja selle eemaldamine mõjub hästi näiteks osale pisiimetajatest, lülijalgsetele, rohttaimedele (Blaum *et al.* 2007a), mitmetele seemnesööjatele lindudele (Sirami *et al.* 2009) ja sisalikuliikidele Aafrika savannis (Meik *et al.* 2002). Samas avalduvad taastamise miinuspooled näiteks putuktoidulistele lindudele (Sirami *et al.* 2009), ühele Lõuna-Aafrika savanni puusisalikuliigile *Mabuya striata*, kes kasutab surnud puittaimi sobilike toitumis- ja pelgupaigana (Meik *et al.* 2002) ning savanni väikeimetajatele, kes kasutavad põõsaid urgude varjamiseks ja toidupaigaks (Blaum *et al.* 2007a).

2. Üksikliigi kaitsega seotud konfliktsituatsioonid

Seni avaldatud üksikute uuringute põhjal esineb looduskaitstes sageli konflikte olukordades, kus ühele sihtliigile (või liigirühmale) suunatud tegutsemine muudab ökosüsteemi teisele liigile (liigirühmale) ebasobivaks või degradeerib ökosüsteemi üldist seisundit. Sellisel puhul on kaitsetegevus keskendunud üksiku liigi nõudlustele, mitte ökosüsteemile kui tervikule (Roemer & Wayne 2003, Simberloff 1998) ega arvesta teiste samas süsteemis leiduvate ja kaitset vajavate loodusväärtuste elupaiganõudlust. Näiteks leidub ühe ökosüsteemi erinevais piirkondades sageli erinevaid varjumis-, sigimis- ja toitumisvõimalusi, mida kasutavad erinevad organismid. Nii võib juhtuda, et ühe liigi (liigirühma) heaolu silmas pidades tehakse neis ökosüsteemi komponentides muutusi, mis on kahjulikud teistele liikidele (Daryanto & Eldridge 2012, Dean *et al.* 1999), võivad mõjuda negatiivselt ökosüsteemi üldisele liigilisele mitmekesisusele (Simberloff 1998) ning sedakaudu ka selle stabiilsusele (Cleland 2012). Sellise olemusega konflikte leidub nii poollooduslikes kui looduslikes ökosüsteemides, kusjuures on võimalik eristada kolme põhilist konfliktitüüpi: (1) vastuolu looduskaitse sihtliigi (liigirühma) ja mõne teise haruldase või endemse liigi (liigirühma) vahel, kellel õiguslik kaitse puudub; (2) sihtliik satub konflikti üldise liigirikkusega ja (3) sihtliigi kaitse võib häirida üldist ökosüsteemi struktuuri (tabel 1).

Tabel 1. Käesoleva töö raames andmebaasidest leitud üksikliigi (looduskaitse sihtliigi) kaitsega seotud looduskaitsekonflikte käsitlevad teadusartiklid ja nende jaotumine kaitstavate objektide ja konfliktitunnuste alusel.

Kaitstavad objektid	Sihtliik vs muu kaitset vääriv liik	Sihtliik vs üldine liigirikkus	Sihtliik vs ökosüsteemi struktuuri
Eri liiki linnud	Simberloff 1998, Thirgood <i>et al.</i> 2000	Vickery & Gill 1999	
Linnuliik vs selgrootud	Lattin 1993		
Linnuliik vs imetaja	Roemer & Wayne 2003		
Linnuliik vs taimestik			Prather <i>et al.</i> 2008
Imetajaliik vs teised koosluse liigid	Simberloff 1998, Simberloff & Cox 1987		
Imetajaliik vs teine imetajaliik	Miller & Reading 2012		
Taimeliik vs selgrootud	Gaines <i>et al.</i> 2011, Severns & Moldenke 2010		
Taimeliik vs imetaja			Lombard <i>et al.</i> 2001, Schiffman 1994, Taggart 2008
Selgrootuliik vs selgrootud		Negro <i>et al.</i> 2013	

2.1 Sihtliigi kaitsevõtted kahjustavad teisi kaitset väärivaid liike

Tihti mängivad õigusaktidega määratud kaitstavad liigid (sihtliigid) kõige olulisemat rolli praktilises looduskaitstes, samas kui koosluses esineb ka teisi looduskaitseväärtusega (näiteks haruldasi või endeemseid) liike, mis on ilma

kaitsestaatuseta ning mille vajadustele pööratakse seetõttu liiga vähe tähelepanu (Negro *et al.* 2013, Simberloff 1998). See ongi aluseks looduskaitsekonflikti tekkele. Näiteks eemaldati märgadest USA preeriatest Põhja-Ameerika taimeperekonna vaiguvaak liikide *Grindelia integrifolia* ja *G. nana* hübriidid selleks, et vähendada konkurentsi endeemse liigi *G. integrifolia* populatsioonile. Kuid need hübriidid olid tolmeldamistaimedeks kahele haruldasele putukaliigile: teadaolevalt viimastele kimalaste perekonna *Melissodes sp* esindaja *M. pullatella* liigi populatsioonile ning haruldasele märgala liblikale *Lycaena xanthoides*. Tulemuseks oli ohustatud kimalase populatsiooni väljasuremine aladelt, kus nende tolmeldamistaim hävitati, sest *Grindelia* õitsemise ajal leidub vähe alternatiivseid nektari- ja tolmeldamistaimi (Severns & Moldenke 2010). Sageli ongi ilma tiitlita, kuid haruldaseks või endeemseks liigiks just pisemad elusorganismid nagu selgrootud ja pisiimetajad, nende silmatorkamatuse ja halvasti teadvustatud ohustatuse tõttu (Gaines *et al.* 2011, Severns & Moldenke 2010).

Sarnaseid konfliktiolukordi leidub ka katusliikide kasutamisel. Ehkki sellised liigid on nimelt valitud selleks, et nende kaitse või majandamise kaudu tagada teiste vähem uuritud või inimese jaoks vähem atraktiivsete liikide säilimine (Simberloff 1998), võib juhtuda, et katusliigi elupaigavajadused ei kattu piisaval määral teiste looduskaitseväärtusega liikide omadega (Severns & Moldenke 2010). Näiteks võib katusliigile sobilik elupaiga heterogeensus erineda teise kaitset vääriiva liigirühma elupaiga heterogeensuselt. Põhja-Ameerika põlismetsi kaitstakse lähtudes palju uuritud tähnikkakust (*Strix occidentalis*), kelle kaitseks võetakse vana metsaga suuri alasid kaitse alla (Simberloff 1998). Kuigi ka mitmed teised ohustatud liigid on seotud vanade metsadega, ei pruugi nad vajada samade omadustega metsaalasid nagu kakk. Näiteks vajavad mõned looduskaitsealist tähelepanu väärivatest kahepaiksetest mikroelupaiku, mis ei kattu kaku elupaiganõudlustega, sest nad esinevad vaid kindla mullaniiskuse ja veetingimuste ja madala temperatuuriga mikroelupaikades (Simberloff 1998, Welsh 1990). Lisaks on üldiselt vähe teada ka putukate elupaiganõudlustest (Lattin 1993). Kaku kaitsealad ei kata ka selliste linnuliikide vajadusi, kes vajavad suure ühtse metsakaitseala juurde rannikuelupaikasid, näiteks ohustatud lind, mets-kirjuört (*Brachyramphus marmoratum*), kes sõltub vanast metsast vaid ühel eluetapil (Franklin 1994).

Teise sarnase näite pakub pantri (*Puma concolor coryi*) kaitse Põhja-Floridas. Ühe ohustatuma liigina USA-s luuakse talle ulatuslikult sobilikke rohekoridore ja kaitsealasid. Probleem seisneb selles, et panter eelistab lehtmetsi, mistõttu on soovitatud suured männid pantri taastasustamispaikades valikraiega maha võtta. Põlismännid on seal aga esmaseks elupaigaks mitmele metsaliigile, sealhulgas pesapuuks ohustatud palu-kirjurähnile (*Picoides borealis*). Lisaks elab Floridas veel sadu endeemseid liike, kelle elupaiganõudlus ei lange kokku pantri jaoks isoleeritud alade omadustega (Caire *et al.* 1986). Selleks, et kaitsestrateegiad ja isoleeritud alad vastaks ka selliste liikide nõudlustele on siiani vähe tehtud (Simberloff & Cox 1987).

Üksikliigi kaitsega seotud konfliktide kohta looduskaitstes leidub ka päris ekstreemseid näiteid. Nimelt kriitiliselt ohustatud ameerika õgija (*Lanius ludovicianus mearnsi*) taastamisprojekt San Clemente saarel California ranniku saarestikus, viis kohaliku, endeemse rebaseliigi *Urocyon litoralis* populatsiooni 40-60% vähenemiseni. Kuna rebased on õgija looduslikud vaenlased, püüti neid elusalt kinni ja viidi saarelt minema või surmati. Sellist ohustatud liikide konflikti oleks välditud, kui liigikaitsele oleks lähenetud ökosüsteemi keskselt, võttes arvesse kõikide kohalike taksonite ökoloogilisi rolle ja püüdes ühtaegu parendada elupaika nii rebasele kui õgijale (Roemer & Wayne 2003)

Üksikliigi kaitse probleemistik võib puudutada ka kiskja-saaklooma konflikti. Kiskja kaitse võib tingida suure saaklooma arvukuses languse juhul, kui koos kiskja kaitsega ei kaitsta saaklooma ja tema elupaiku. Näiteks on Briti saartel rabapistrik (*Falco peregrinus*) ja välja-loorkull (*Circus cyaneus*) suhteliselt haruldased ja seadusliku kaitse all, mistõttu on nende arvukus tõusnud. Samas nende saagi, keldi rabapüü (*Lagopus lagopus scoticus*) arvukus on vähenenud nii kiskluse, varasema jahilinnustaatuse kui ka nende elupaikade, kanarbiku-nõmmede vähenemise tulemusel. Eelnevast kolmest negatiivsest mõjust on kadunud vaid jaht, kuid teised kaks mõjuvad endiselt püü populatsioonile negatiivselt (Thirgood *et al.* 2000).

Üksikliigi kaitsega seoses leidub ka keerulisemaid juhtumeid, mille puhul muud liigid ühtaegu ohustavad ja soosivad kaitsealust liiki. Ameerika poollooduslikes niidukooslustes kaevavad urgusid rohtlahaukurite *Cynomys* liigid, kes oma urulinnakutega pakuvad elupaika ja toitu ka kaitstavale mustjalg-tuhkrule (*Mustela nigripes*). Konflikt seisneb selles, et koloonialise eluviisiga rohtlahaukurite seas levib

katku põhjustav bakter *Yersinia pestis*, mis nakatab ka tuhkru ja teisi loomi, mistõttu tahetakse tema arvukust piirata. Kuna aga rohtlahaukurid loovad tuhkrule olulisi maastiku struktuure ja toiduallika, siis pole nende arvukuse piiramise mõju ühene (Miller & Reading 2012).

2.2 Sihtliigi kaitsevõtted satuvad konflikti üldise liigirikkusega

Kaitse objektiks olev üksikliik on osaks vastava koosluse üldisest liigirikkusest. Sellist kooslust peetakse looduskaitse seisukohast oluliseks ka eraldiseisvalt. Samas leiab teaduskirjandusest näiteid selle kohta, kuidas liigikaitsevõtted on konfliktis koosluse laiemaga mitmekesisuse hoidmisega.

Näiteks Itaalia Alpides on probleemiks vastuolu kohaliku jooksiklaste populatsiooni mitmekesisuse ja kaitsealuse jooksiku *Carabus olympiae* (reliktne, kitsas-endeemne) kaitseks kasutatavate meetodite vahel. Nimelt leiti, et jooksiklaste üldine liigirikkus on suurim avatud maastikul, kus esines ka kõige enam erilisi liike (Negro *et al.* 2013), samas kui *C. olympiae* parimaks elupaigaks on pöögimetsad, mille taastamine on ka esmaseks meetodiks selle liigi kaitsel. Vastuolu süvendab asjaolu, et avatud maastikud tagavad ühtlasi ka suurema rohutirtsude, liblikate (Marini *et al.* 2009) ja nahkhiirte (Obrist *et al.* 2011) ning ka mardikaliste (*Coleoptera*) mitmekesisuse.

Teine näide kaitsemeetmetest tuleneva üldise liigirikkuse ohtu seadmisest on Suurbritannias teostatav metshanede (*Anser* sp.) talvine lisa söötmine, eesmärgiga meelitada neid eemale põllumaadelt ja kaitsta haruldasi või kohalikke haneliike. Toidu olemasolust ja kultuuri kõrgusest sõltub kaitsetegevuse tulemus, sest hanedel on liigispetsiifilised eelistused puhkekoha ja toitumistaimede valikul. Kuna mõned rohtaimed on oluliseks toiduks ja teisi haned väldivad, on määratletud lihtsustatud majandamisvõtted, millega on määratud keskmine eelistatud ala suurus, lähedus looduslikele peatuspaikadele, kaugus teedest ja majadest. Samas aga ei vasta muudetud rohumaa omadused enam teiste rohumaa liikide elupaiganõudlustele. Hanede heaks lühikeseks lõigatud, väetatud murualad võivad kaotada olulise luha floora ja fauna mitmekesisuse. Sellised ala omadused ei ühti ka kurvitsaliste toidupaiga tingimustega, sest nemad eelistavad märjemaid (kõrgema püsiva

veetasemega) luhtasid. Seega rohumaa üldine liigirikkus ja mitmekesisus vähenevad (Vickery & Gill 1999).

2.3 Sihtliik mõjutab ökosüsteemi struktuuri

Kuna inim mõjulises maailmas on looduslikke alasid vähe ning need on sageli fragmenteerunud, on vahel raske ühendada looduskaitselisi majandamisvõtteid, mis ühtaegu säilitaks tervikliku ökosüsteemi ja samas rahuldaks kaitset vajavate kohalike liikide vajadused. Seetõttu leidub olukordasid, kus omavahel on vastuolus ökosüsteemi kaitse- või taastamisvõtted ning üksikliigi kaitse (Prather *et al.* 2008). Selliseid juhtumeid esineb nii avatud maastikul kui ka metsaökosüsteemides.

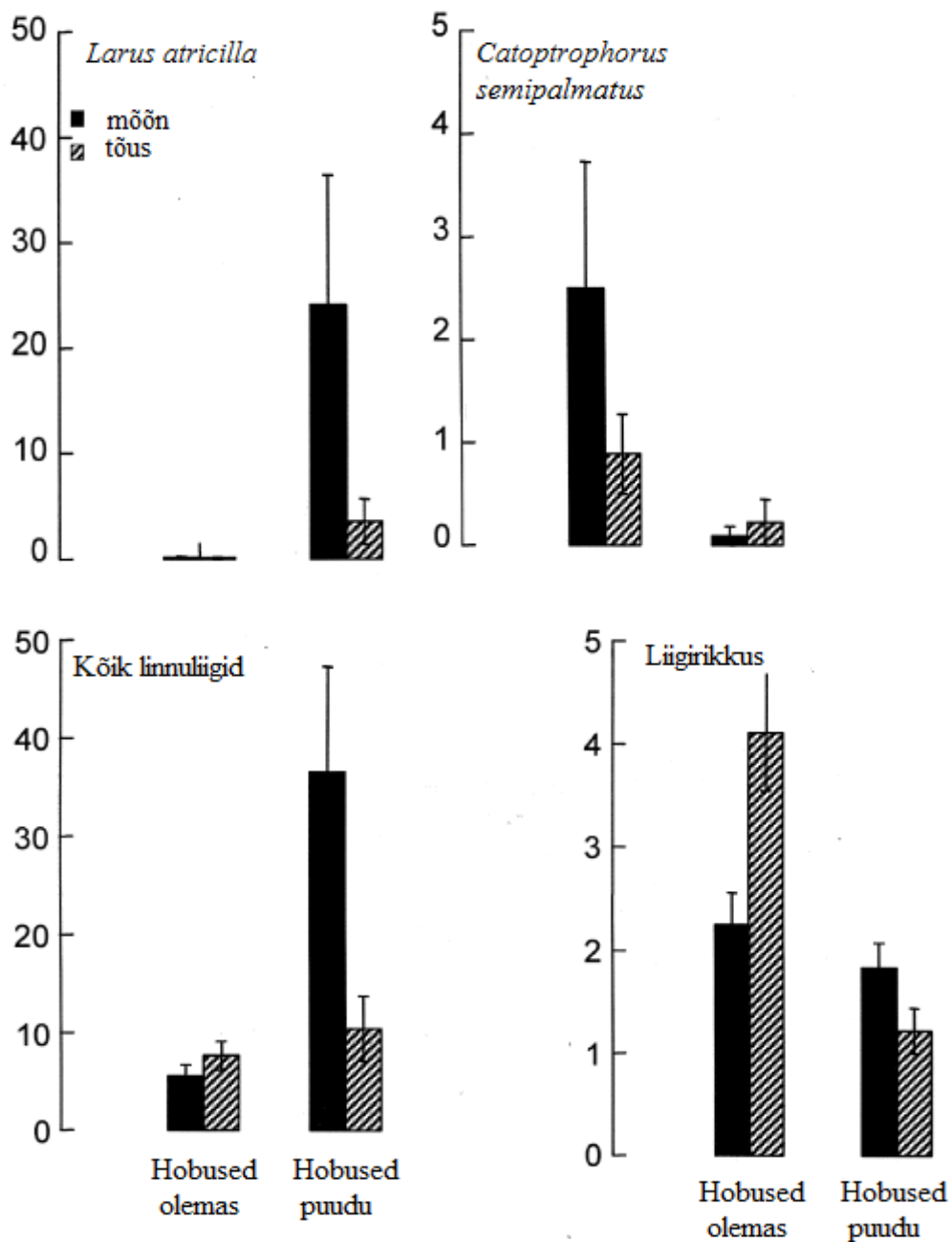
Ökosüsteemi struktuuri ja üksikliigi kaitse konflikti kohta võib tuua kaks näidet. Esiteks leiab Lõuna-Aafrikas, Addo elevandipargist olukorra, kus omavahel on konfliktis elujõulise elevandipopulatsiooni säilitamine ja rahvuspargi bioloogilise mitmekesisuse ja ökosüsteemi struktuuri kaitse. Viimane on looduskaitseliselt oluline ohustatud sukulentide ja sibultaimede rikkaliku esindatuse tõttu. Elevantide elujõuline populatsioon on selle territooriumi kohta liiga suur, mistõttu nad tallavad taimed ära (Lombard *et al.* 2001). Nii võib inimeste soositud liik oma tegevuse ja kohalolekuga mõjutada loodusliku ökosüsteemi kui terviku püsimist.

Teise näitena rajati USA rannikuosariikides jõedelt kaitsealad selleks, et kaitsta jõeäärsete elupaikade mitmekesisust. Sama ökosüsteem osutus sobilikuks elupaigaks metshobuste (*Equus ferus caballus*) populatsioonile, keda peetakse kaitset väärivaks (Taggart 2008). Konflikt on tekkinud metshobuste ja meresoo ehk ajutiselt või regulaarselt mereveega üle ujutatud ökosüsteemi kui terviku funktsioneerimise kaitsmises. Nimelt muutub meresoo koosluse struktuur hobuste tõttu: hobused avaldavad tallamise ja herbivooriaga mõju nii ökosüsteemi taime-, linnu- kui selgrootute kooslusele ning lisaks ka setete liikumiskiirusele. Näiteks kasutasid 80% vaadeldud lindudest karjatamata meresoid, kuid linnuliigirikkus oli suurem karjatatud alal, kuna hobustest sõltus üksikute linnuliikide esinemine (joonis 1; Levin *et al.* 2002). Lisaks on väga oluline hobuste mõju vegetatsioonile, mis on tähtis soo tootlikkuse ja teiste looduslike protsesside seisukohast. Nimelt muutub hobuste mõjul kahe selle koosluse peamise rohttaimeliigi (*Distichlis spicata* ja *Spartina alterniflora*)

arvukuste suhe, kuna esimesele mõjub hobuste häiring kasvu edendavalt. See toob kaasa kõrrelise *D. spicata* domineerimise koosluses. Seetõttu soovitatakse ökosüsteemi kui terviku kaitseks luua kaitsealaväline suur territoorium hobustele (Taggart 2008).

Lisaks ökosüsteemi struktuuri säilitamisele, leiab teaduskirjandusest ka viiteid konfliktide kohta üksikliigi kaitse ja ökosüsteemi taastamise vahel. Näiteks elab California parasvöötme orurohtlates endemne ohustatud keksiklane *Dipodomys ingens*, kelle ajaloolistest elupaikadest on säilinud vaid 18%. Ta põhjustab urgude kaevamisega looduslikul alal kroonilisi mulla- ja taimestiku-häiringuid. See soodustab invasiivsete võõrliikide ja pärsib kohalike taimede kasvu, millega ta omakorda loob endale uusi elupaiku. Seetõttu muudab ohustatud keksiklaste tegevuse ja võõrliikide vahel tekkinud seos keeruliseks loodusliku taimkattega orurohtlate taastamise (Schiffman 1994).

Teise näite ökosüsteemi taastamise ja üksikliigi kaitse vahelise looduskaitsekonflikti kohta leiab USA kollase männi (*Pinus ponderosa*) metsadest. Nendes metsades pole juba sajandeid olnud looduslikku põlengurežiimi; sellest tulenevalt on metsad tihenenud ja sagenenud on intensiivsed ladvatulekahjud. Endise põlengurežiimi taastamiseks on vajalik hõrendamine ja sellele järgnev kontrollitud põletamine, tekitamaks ajalooliselt poolavatud koosluseid, kus domineerisid üksikud suured laia võrastikuga puud. See läheb aga vastuollu seadusega määratud ohulähedaste ja ohustatud liikide kaitseks tehtavate töödega. Näiteks on ohulähedane tähnikkakk (*Strix occidentalis*) tiheda metsa liik ja seetõttu ei ole kaku kaitse selle ökosüsteemi taastamisega ühendatav (Prather *et al.* 2008). Ühtlasi on ökosüsteemi põlengute taastamisele tundlikud ka maateod, kes ei kannata kõrgeid temperatuure.

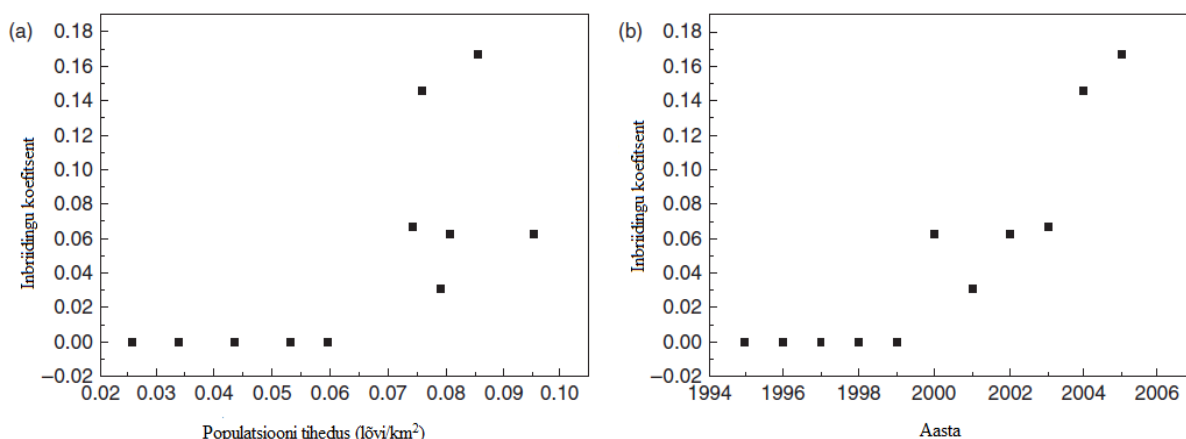


Joonis 1. Looduskaitse sihtliigi metshobuste (*Equus ferus caballus*) mõju üksikute linnuliikide esinemisele ning lindude arvukusele ja liigirikkusele USA rannikuosariikide jõedelta kaitsealadel (Levin *et al.* 2002).

3. Looduskaitsevõtete pika- ja lühiajaliste mõjude vastuolu

Looduskaitstes tuleb teha otsuseid, mille mõju on näha alles kaugemas tulevikus (Smith *et al.* 2011). Samas pole looduskaitsevõtete pikaajalist mõju eluslooduse dünaamikale kuigivõrd uuritud, ehkki bioloogilise mitmekesisuse säilitamise seisukohast on pikaajalised mõjud väga olulised (Hayward & Kerley 2009). Looduskaitsetegevuste pika- ja lühiajalise mõju vastuolude esinemise võimalikkus on ilmselge, kuid selliste olukordade käsitlusi leidub teaduskirjanduses vähe.

Üheks looduskaitsetegevuseks, mille kontekstis sageli mainitakse vastuolusid pika- ja lühiajaliste mõjude vahel, on barjääride loomine kaitset vajava ökosüsteemi ja seda ohustavate faktorite vahele. Selle looduskaitsetegevuse lühiajaline soodne mõju võib pikaajaliselt kaasa tuua negatiivseid tagajärgi eluslooduse kaitsele. Tarasid rajatakse näiteks selleks, et hoida kaitsealade tundlikest kooslustest eemal invasiivseid liike (Richards *et al.* 2001) ja kariloomi (NSW Scientific Committee 1998). Pikaajaliselt võivad tarad aga takistada looduslike liikide migratsiooni, geenisiiret ja looduslike protsesse, mis reguleerivad populatsiooni evolutsioonilist potentsiaali ja isendite arvukust (Hayward & Kerley 2009). Näiteks on Lõuna-Aafrika kaitsealad kindlustatud elektriseeritud kiskjakindlate aedadega, mis võimaldavad ohustatud liikide populatsioonide kasvu, kuid samas on alad väiksuse tõttu üleasustatud. Näiteks võivad sealsed elevandipopulatsioonid vähem kui 10 aastaga kahekordistuda, juhul kui ei piirata kaitseala populatsiooni suurust (Mackey *et al.* 2006). Soovides kaitsta ohustatud liike neid ohustavate välisfaktorite eest suletud kaitsealadega tekib suur probleem ka inbriidinguga (joonis 2), mida tõestab ka näide Lõuna-Aafrikas lõvide ja teiste suurte karnivooride heaks loodud reservaadist (Trinkel *et al.* 2010). Mitmetest pikaajaliselt tekkivatest negatiivsetest mõjudest tulenevalt peaks tarastamine olema kaalutud kui lühiajaline kaitsemeetod võitmaks aega samal ajal kui tuvastatakse edukamaid meetodeid ohu vältimiseks (Hayward & Kerley 2009).



Joonis 2. Kaitse-eesmärgil taraga ümbritsetud ja selle tulemusel kiiresti kasvanud (looduskaitsevõtte lühiajaline mõju) Lõuna-Aafrika lõvipopulatsiooni inbriidingu koefitsiendi muutuse seos populatsiooni tiheduse kasvu (a); ja taraga ümbritsemise ajaga (b) (Trinkel *et al.* 2010).km²)

Veel näiteid looduskaitsetegevuste lühiajaliste ja pikaajaliste mõjude vastuolu kohta leiab võõrliikide tõrje valdkonnast. Arusaam võõrliikide tõrjumise vajalikkusest ja positiivsest mõjust kohalikule ökosüsteemile on üldlevinud, kuid välismõjude tõttu üha kiiremini muutuv keskkonnas võivad kiiresti kohanevad võõrliigid hakata pikaajaliselt mängima olulist rolli ökosüsteemi püsimises (Schlaepfer *et al.* 2011). Näiteks Brasiilia fragmenteerunud metsades, kus puuduvad looduslikud tolmeldajad, lasub tolmeldaja roll Aafrika mesilasel *Apis mellifera scutellata*. Seega edendab võõrliigist tolmeldaja puistute vahel geenisiiret, aidates vähenenud troopilistel metsadel taastuda (Dick 2001). Veel üks näide, kus võõrliigid on hakanud troopilisele ökosüsteemile kasu tooma tuleb Havailt, kus võõr-linnuliigid on saanud peamisteks kohalike taimede seemnete ja viljade levitajateks, kelle looduslikud levitajad on välja surnud (Foster & Robinson 2007).

Metsa häiringurežiimide taastamise ja matkimisega seotud looduskaitseelised tööd pakuvad näiteid, kus pikaajaliselt on tegevuse mõju negatiivne, lühiajaliselt aga positiivne; ent leidub ka juhtumeid, kus olukord on vastupidine. Näiteks näib lühiajaliselt loodusliku põlengurežiimi taastamine maatigudele (*Oreohelix sp*) mõjuvat negatiivselt (kõrged temperatuurid; hävineb elupaika pakkuv metsavaris ja kõdukiht),

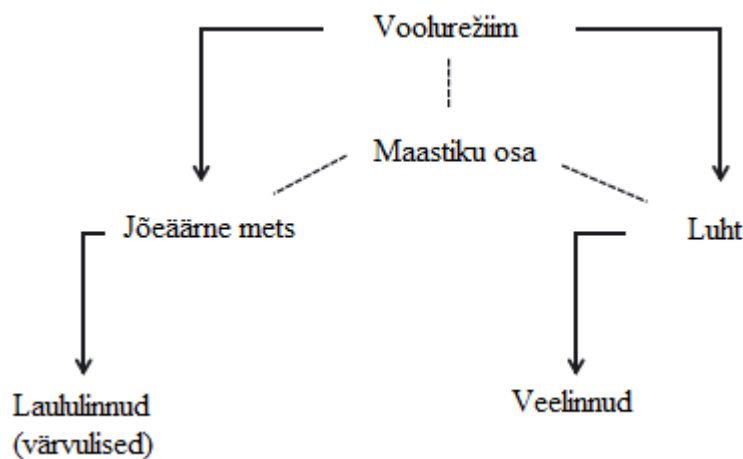
ent pikas perspektiivis aitavad väheintensiivsed ülepõletamised tagada kuivades parasvöötme metsades maastiku mosaiiksuse ja vähendada tõsisemate võrapõlengute tekkimise ohtu, millel oleks tigudele veelgi suurem negatiivne mõju. Seega on selline võtte oluline tigude pikaajalises kaitses (Gaines *et al.* 2011). Vastupidist olukorda kirjeldatakse ühes Põhja-Ameerika säilikpuude (looduslikku häiringut matkimiseks kasutatav ökoloogilise metsanduse meetod) uuringus. Nimelt Ameerika värvuliseliigile *Contopus cooperi* on säilikpuud väga atraktiivsed pesapuud (lühiajaline positiivne mõju), kuid ümbruse avatuse tõttu on need puud nähtavad kiskjatele. Seega on pikaajaliselt tegemist ökoloogilise lõksuga, sest suureneb pesarüüste sagedus (Robertson & Hutto 2007). Taolised ökoloogilised lõksud võivad kaitstavate populatsioonide ellujäämise suhtes olulist rolli mängida, seetõttu on nende teadvustamine pikaajaliste looduskaitse-eesmärkide kontekstis oluline. Looduskaitstes võib selle probleemi lahendada kahel moel: kas parandades lõksu kui elupaiga kvaliteeti või vähendades lõksu atraktiivsust (Battin 2004).

4. Üldeesmärkidel rakendatavate looduskaitsevõtetega kaasnevad vastuolud

Üks tüüp looduskaitsekonflikte esineb üldeesmärkidel rakendatavate looduskaitsevõtete puhul. Nii elupaikade üld- ja sihttaastamise, rajamise, säilitamise kui tõhustamise mõte on peatada ohustatud liikide vähenemine ja suurendada nende populatsioone. Laiem eesmärk on aga luua iseseisev elujõuline ökosüsteem, kus sekkumine pole enam vajalik. Taastamistöid teostatakse jättes ruumi looduslikele häiringutele võtmaks üle looduslike protsesse (Similä 2012). Selliste looduskaitseliste tööde planeerimisel võib aga juhtuda, et tuleb valida erinevate ökoloogiliste väärtuste vahel, kusjuures üht väärtust saab sageli soodustada vaid teise arvelt. Valiku langetamine sellistes olukordades on keeruline. Selliseid valikukohti leidub erinevatel skaaladel, alates maastikust ning lõpetades mikroelupaigaga.

Kõige suuremal, maastiku skaalal, on üldeesmärkidel rakendatavate looduskaitsevõtetega seotud konfliktid sageli seotud taastamistöödega. Nende puhul on peamiseks küsimuseks, kas lasta alal looduslikult uueneda, taastada seal enne olnud ökosüsteem või luua uus. Näiteks on dilemma, kas jääksood ja turbaalad jätta loodusliku suktsessiooni kätte, soodustades avatud märgala teket, või istutada sinna peale mets (Woziwoda & Kopeć 2013). Metsastamise pluss seisneb selles, et liigirikkus suureneb võrreldes sooga, ent siiski on metsastamisel selgelt negatiivne tagajärg ainulaadsele soo floorale: elupaigaspetsialistid (varjutalumad, või seotud liigmärja mullaga) vähenevad suures osas või kaovad ja asenduvad laialtlevinud ja tavaliste metsaliikidega (varju taluvad ja niiskes mullas kasvavad). Samas alale lepametsade loomisega muutub see arengus soometsaks või kõdusoometsaks, mis on struktuurilt ja liigiliselt koosseisult sarnane looduslike soode kooslustele (Orczewska 2009). Loodusliku suktsessiooni eelis seisneb selles, et turba kaevandamisel tekkinud mikroelupaiku saavad kasutada mitmed maismaa- ja veeliigid, mis võivad soodustada turba taaskasvu (Woziwoda & Kopeć 2013). Seega võivad nii looduslik taimesuktsessioon kui ka teatud puuliikidega metsastamine viia soo ja soole iseloomulike liikide asurkondade taastumiseni, samas kui metsastamine teiste puuliikidega kannab teisi ökoloogilisi väärtusi.

Teise maastiku skaala näitena seisnes Põhja-Ameerikas valik selles, kas taastada jõekalda kaitsevöönd galeriimetsana või taastada avatud kooslus (luht, mis on üks põhistruktuur jõeäärses maastikumosaigis). Galeriiimetsasid asustab mitmekesine maismaa lindude kooslus, samas kui luhtadel elavad vee ja rannikulinnud (joonis 3). Luhad on kaldakaitsevööndina efektiivsemad kuna vähendavad kalda erosiooni, seovad hõljuvaid setteid, takistavad üleujutuste erosiooni ning seal on tihti rikkalikult esindatud jõeäärse ökosüsteemi ohustatud komponendid. Seetõttu on osal juhtudel jõeäärsete metsade taastamised kohased, kuid teistel jällegi peaks toimuma eelistatult luhtade ja jõeäärsete põõsastike taastamine (Weisberg *et al.* 2013).



Joonis 3. Erinevad valikud jõekalda taastamisel (üldeesmärgil rakendatav looduskaitsevõte) soosivad erinevaid ökoloogilisi väärtusi. Nii galeriimetsade (*riparian forest*) kui jõeluhtade (*fluvial wetlands*) ökoloogilisi väärtusi saaks toetada vaid mitmekülgsema lahenduse (maastikumosaigi) puhul (Weisberg *et al.* 2013).

Konfliktsituatsioone seoses üldeesmärkidel rakendatavate looduskaitsevõtetega leiab ka väiksemal skaalal, st ühe ökosüsteemi siseselt. Näiteks on Soome metsade puhul aktuaalne looduskaitseline küsimus, kas lasta metsal looduslikult uueneda või kindla metsatüübi hoidmiseks sellesse protsessi sekkuda (Tainio & Siitonen 2012). Üldiselt peetakse boreaalsetes metsades looduslikku uuenemist üheks ökoloogiliselt kõige soodsamaks uuenemise viisiks (Angelstam 1998). Sekkumise looduskaitseline eesmärk oleks aga haruldase laialehise metsa säilitamine. Soomes on selliste metsade

pindala viimase paarikümne aasta jooksul vähenenud 30-50% ja paljude säilinud alade seisund on halb. Nende metsade väärtus on aga mitmekülgne, sest näiteks ökosüsteemi võtmeliigiks olev tamm on substraadiks, pesapuuks, toiduks ja varjupaigaks mitmetele liikidele (Tainio & Siitonen 2012). Lisaks kindla metsatüübi säilitamisele, on loodusliku uuenemise takistamine oluline ka metsades leiduvate väiksemate, päikeserohkete elupaikade säilitamiseks. Majandamine tagab päikeseküllastele elupaikadele iseloomulike haruldaste liikide elujõuliste populatsioonide tekkimise ja levimise (Tukia & Similä 2012).

Looduskaitseliste võtete valikust võib sõltuda kaitse tulemus ka veelgi väiksemal, mikroelupaiga skaalal. Seda illustreerib uuring Eesti puisniitude epifüütsete samblike kohta, kus sarnaseid puid asustavad samblikud võivad olla erineva elupaiganõudlusega ning nende elumus sõltuda puisniidul teostatavatest looduskaitselistest töödest. Puisniitudel teostatakse puude ja puuvõrade harvendamist, et suurendada alustaimestikuni jõudva valguse hulka. Need tööd mõjutavad ka puisniitude liigirikast samblikukooslust, mis on erinev avatud ja kinnikasvanud puisniidu puhul. Nimelt on avatud puisniidud paljudele samblikele olulisemaks kasvukohaks kui kinnikasvanud puisniidud (Leppik 2007). Lisaks eelnevale seisneb avatud puisniitude väärtus eelkõige rikkalikumas alustaimestikus. Samas leidub tiheda võrastikuga varjulistel puutüvedel varjulembelisi pisisambliku liike, nagu varjusamblik *Chaenotheca trichialis*, löövesamblik *Lepraria eburnea* ja kruupsamblik *Micarea prasina* (Leppik & Jüriado 2008). Kuna puisniitudel soodustatakse tavaliselt valgusküllase elupaiga teket, siis viimased samblikud on puisniitudel harvemini esinevad. Lisaks on kinnikasvanud puisniidud oluliseks kasvukohaks elupaikade vähesuse tõttu kaitse all olevale kopsusamblikule (Jüriado *et al.* 2012). Kuna eelnimetatud samblikud moodustavad puisniitudele eriomase koosluse, siis selle koosluse hoidmiseks on vaja samaaegselt erinevaid lähenemisi puisniidu hooldamisel.

5. Järeldused

Kirjandusallikate otsingutest ja leitud tööde analüüsist järeldub, et looduskaitsekonfliktide olemasolust teatakse, aga nende kohta tehtud teaduslikke uuringuid on suhteliselt vähe. Ülevaateartiklid puuduvad, leidub vaid üksikuid teemakohaseid töid; see-eest mainitakse konflikte sageli arutelu tasandil, kust neid on aga keeruline otsingusõnaga leida.

Kõige rohkem looduskaitsekonflikte puudutavaid uuringuid leidub seoses üksikliigi kaitse ja selleks rakendavate looduskaitsemeetmetega. Käesolevas töös eristati konfliktitüüpideks: (1) üksikliigi kaitsevõtete negatiivne mõju teistele haruldastele liikidele, (2) üldisele liigirikkusele ja (3) kogu ökosüsteemi struktuurile. Eriti palju leidis konfliktsituatsioone seoses selgrootutega, ilmselt seetõttu, et neid pole looduskaitstes varasemal ajal osatud silmas pidada. Viimasel ajal aga on teadmised metsa selgrootute levimise ja arvukuse kohta levinud, see on suurendanud nende kaitseks tehtavate looduskaitsevõtete osakaalu (Lattin 1993). Ka üldiselt on hakatud süsteeme nägema laiemalt ja teostama looduskaitselisi võtteid ökosüsteemi kui tervikuna, kaasates ka senini vähe tähelepanu pälvinud fauna osa (Gaines *et al.* 2011, Lombard *et al.* 2001, Prather *et al.* 2008). Seetõttu on üksikliikide kaitse otstarbekus (mis sageli tähendab subjektiivset lahendust, kus eelistatakse ühte liiki teistele vastavalt tema atraktiivsusele) kõrgendatud tähelepanu all. Samas, ehkki üksikliigi kaitsega seotud looduskaitsekonflikte leiti kõige enam, ei tähenda see tingimata, et selliseid konflikte looduskaitstes kõige rohkem leidubki. On ka võimalik, et neid oli käesolevas töös kasutatud otsingusõnadega kõige lihtsam leida; või et nad paistavad ökosüsteemides kõige paremini silma, mistõttu on neid kõige lihtsam uurida.

Looduskaitseliste võtete pikaajalist mõju on kesiselt uuritud, probleemi teadvustatakse, aga konkreetseid töid, mis kirjeldaksid konflikti looduskaitseliku lühija pikaajaliste mõjude vahel on teaduskirjandusest keeruline leida. Paari leitud näite puhul võib järeldada, et konflikti teadvustamisel rakendatakse konfliktset kaitsemeetodit ikkagi vähemalt seni kuni pole leitud tõhusamat kaitsemeetodit. Näiteks on välismõjude eemalhoidmine barjääride abil paljudel juhtudel looduskaitselikult tõhusaim meetod ohustatud populatsioonide kaitsmiseks, vaatamata

sellele et teadvustatakse nende pikaajalise kasutamise ohtusid (Hayward & Kerley 2009).

Üks konfliktitüüp looduskaitstes on seotud üldeesmärkidel rakendatavate looduskaitsevõtetega, mille puhul erinevad looduskaitserelised valikud toetavad erinevaid ökoloogilisi väärtusi. Selle konfliktitüübi puhul leidis kõige enam näiteid maastiku skaalal, enamasti puudutasid need taastamistöid maastikul, samas leidis näiteid ka oluliselt kitsamatest süsteemidest. Käesolevas töös käsitletud näidete põhjal võib üldistada, et sellist tüüpi konfliktisituatsioon on osaliselt võimalik lahendada teostades looduskaitserelisi tegevusi, mis tagaksid struktuurselt mitmekülgsemad elupaigad, mis suurendavad liigilist mitmekesisust (Tews *et al.* 2004). Maastiku mosaiiksuse kaitsmine on tõhusaim bioloogilise mitmekesisuse kaitsemeetod, sest lähenemine maastikuskaalal juhib tähelepanu kõikide elupaigatüüpide kaitse olulisusele ja vastavate looduskaitsereliste võtete rakendamisele (Negro *et al.* 2013). Konfliktide teadvustamine aitab kaitse planeerimisel: nende kaudu selguvad mosaiiksuse vajadused ja omadused.

Looduskaitsekonflikte leidub igas ökoregioonis ja maailmajaos. Kuigi käesolev töö keskendub vastava teadusliku kirjanduse olemasolu tõttu pigem välismaa konfliktidele, siis ka Eestis peaks sarnaste olukordadega arvestama. Looduskaitsereliste tegevuste planeerimine on üks looduskaitsereliste konfliktide teadvustamise põhieesmärke. Hilisemaid tagajärgi on keerulisem likvideerida kui neid ennetada. Maastiku planeerimisel peaks vastavad otsused toimuma kõrgemate üksuste tasandil (linna- ja vallavalitsus) kuna sel tasandil on võimalik looduskaitsereliste küsimustele lisada ka sotsiaalne pool ning vastavalt lahendustes neid mõlemaid arvesse võtta. Samas on madalamate looduskaitsestruktuuride spetsialistid (looduskaitsebioloogid, kaitse planeerimise spetsialistid, maahoolduse spetsialistid) need, kes oma igapäevatöös konfliktidega vastamisi seisavad. Seetõttu võiks konfliktide olemasolu teadvustamine ja vastavalt kõrgematele tasemetele nõu andmine olla nende tööks. Nagu Põhja-Ameerikas võib ka Eestis lähitulevikus elupaikade kadu, fragmenteeritus ja degradeerumine viia olukorrani, kus eraomandis alad võivad saada olulisteks elusaarteks, mis võimaldavad säilida haruldastel liikidel (Severns & Moldenke 2010). Seetõttu on oluline ka tavainimese kaasamine looduskaitserelistes tegevustes ja neis vastava huvi äratamine, sest selles peitub looduskaitse jätkusuutlikkus.

Käesolev töö ei anna ammendavat ülevaadet kõigist võimalikest looduskaitsekonfliktidest, kuid loob struktuuri, mis loodetavasti sobib aluseks edasistele põhjalikumale sama suunaga uuringutele. Edasiste looduskaitsekonfliktide käsitlevate uuringute eesmärk võiks olla siduda teadlikkus konfliktolukordadest praktilise looduskaitse poolega, st konflikte arvestades võimalikest parim looduskaitsemeetod valida. Konfliktidel on kaks kuni mitu osapoolt ja kuna kõiki neid arvesse võtvad lahendused pole alati sugugi parimad (Epps *et al.* 2011, Simberloff 1998), ei pääse otsuste langetamisest ühe või teise osapoole kasuks. Oluliste otsuste tegemisel tasuks lähtuda ka edu tõenäosusest: kaaluda kumb looduskaitsekonflikti osapool jääb tõenäolisemalt tulevikus üha enam muutuv keskkonnas püsima. Näiteks võiks kaitset planeerides peaaegu väljasurnud liigile eelistada pigem sellist, kelle ellujäämine on tõenäolisem. Ühtlasi oleks tulevikus otstarbekas uurida, kuidas endine konfliktolukord praegu välja näeb ja kaasata spetsialistide ning otsustajate arvamused, et hinnata siiani tehtud valikute õigsust. Erinevate konfliktide lahendamiseks oleks parim viis lähtuda nii laiast süsteemist kui võimalik ja hoiduda üksikliigi kaitse meetodist, sest vähemalt töösse kaasatud uuringute põhjal võib järeldada, et üksikliigi kaitse ongi kõige enam konflikte põhjustav. Kuna konflikti lahendamisest võib sõltuda osapoolte käekäik, võiks eelnevate uuringute tegemine olla suure kahju vältimiseks elementaarne.

Kokkuvõte

Kõrge väljasuremiste arv ja võõrliikide invasioon survestab ökosüsteeme (McCann 2000). Selleks, et neid süsteeme kaitsta rakendatakse erinevaid looduskaitsevõtteid. Selliste looduskaitsevõtetega võivad kaasned konfliktsituatsioonid looduskaitse siseselt. Neid erinevate looduskaitse eesmärkide vahelisi konflikte pole teadaolevalt varem teaduskirjanduses süstematiseeritult käsitletud. Käesolev töö annab vastava ülevaate eristades konflikte kaitseobjektide alusel, laiemate eesmärkidega looduskaitsevõtete kasutamise ning lühi- ja pikaajaliste võtetega. Lisaks konfliktidele leidub ka looduskaitsetegevuse kõrvalmõjusid, mis avalduvad kui rakendatav looduskaitseline tegevus pole otseselt suunatud neile objektidele, kuid mõju avaldub ikkagi.

Kõige enam teadusartikleid leidis nende konfliktsituatsioonide kohta, kus kaitsetegevus keskendub üksiku liigi nõudlustele, mitte ökosüsteemile kui tervikule (Roemer & Wayne 2003, Simberloff 1998) ega arvesta seetõttu teiste samas süsteemis leiduvate ja kaitset vajavate loodusväärtuste elupaiganõudlustega. Nii võib juhtuda, et ühe liigi (liigirühma) heaolu silmas pidades tehakse neis ökosüsteemi komponentides muutusi, mis on kahjulikud teistele liikidele (Daryanto & Eldridge 2012, Dean *et al.* 1999), võivad mõjuda negatiivselt ökosüsteemi üldisele liigilisele mitmekesisusele (Simberloff 1998) ning sedakaudu ka selle stabiilsusele (Cleland 2012). Sellise olemusega konflikte leidub nii poollooduslikes kui looduslikes ökosüsteemides kusjuures on võimalik eristada kolme põhilist konfliktitüüpi: (1) sihtliigi kaitsevõtted kahjustavad teisi kaitset väärivaid liike; (2) sihtliigi kaitsevõtted satuvad konflikti üldise liigirikkusega (3) sihtliik mõjutab ökosüsteemi struktuuri

Looduskaitstes tuleb teha otsuseid, mille mõju on näha alles kaugemas tulevikus (Smith *et al.* 2011). Looduskaitsetegevuste pika- ja lühiajalise mõjude vastuolude esinemise võimalikkus on ilmselge, kuid nende käsitlemist leidub teaduskirjanduses vähe. Selliseid näiteid leidis barjääride loomise, võõrliikide, looduslike režiimide taastamis ja matkimis valdkonnas. Konflikti teadvustamisel rakendatakse konfliktset kaitsemeetodit seni, kuni pole leitud tõhusamat kaitsemeetodit välismõjutuste eemale hoidmiseks (Hayward & Kerley 2009) või ökosüsteemi säilitamiseks.

Üks konfliktitüüp looduskaitstes on seotud üldeesmärkidel rakendatavate looduskaitsevõtetega, mille puhul erinevad looduskaitserelised valikud toetavad erinevaid ökoloogilisi väärtusi. Nii üld- kui sihttaastamise, rajamise, säilitamise ja tõhustamise mõte on esmalt peatada liikide vähenemine ja suurendada ohustatud liikide populatsioonid. Laiem eesmärk on aga luua iseseisev elujõuline ökosüsteem, kus sekkumine pole enam vajalik (Similä 2012). Ökoloogiliste väärtuste vahel valimine on keeruline ning olukordi, kus looduskaitseliste tööde planeerimisel tuleb selliseid valikuid langetada leidub erinevatel skaaladel, alates maastikust lõpetades mikroelupaigaga.

Käesolev töö ei anna ammendavat ülevaadet kõigist võimalikest looduskaitsekonfliktidest, kuid loob struktuuri, mis loodetavasti sobib aluseks edasistele põhjalikumale sama suunaga uuringutele. Edasiste looduskaitsekonfliktide käsitlevate uuringute eesmärk võiks olla siduda teadlikkus konfliktolukordadest praktilise looduskaitse poolega, st konflikte arvestades võimalikest parim looduskaitsemeetod valida. Konfliktidel on kaks kuni mitu osapoolt ja kuna kõiki neid arvesse võtvad lahendused pole alati sugugi parimad (Epps *et al.* 2011, Simberloff 1998), ei pääse otsuste langetamisest ühe või teise osapoole kasuks.

Summary

High extinction and invasion rates put ecosystems under enormous stress (McCann 2000). In biodiversity conservation there are different methods to preserve these systems. Such methods can however be accompanied with ecological conflicts between different conservation targets. To our knowledge no systematic overview of such conflicts can be found in published scientific papers. This paper aims to give an overview of conflicts inside biodiversity conservation by differentiating conflicts that occur (1) inside single species conservation; (2) between short and long-term effects of conservation and; (3) while applying conservation methods with wider objects. Besides conflicts also side effects of conservation can be defined. This means that actions of conservation are not directly for these objects but still they are influenced.

Most of the scientific studies that comprised conservation conflicts handled single species conservation (Roemer & Wayne 2003, Simberloff 1998). Within conservation with such focus other endangered species in ecosystem may sufferer, which can have influence on general biodiversity of ecosystem (Daryanto & Eldridge 2012, Dean *et al.* 1999, Simberloff 1998). Such type of biodiversity conflicts could be found in both semi-natural and natural ecosystems and in this paper we differed between conflicts were single species conservation has: (1) negative influence on other endangered species, (2) general species diversity and (3) on entire structure of ecosystem.

Some influences of decisions in biodiversity conservation can only be seen after some time has passed (Smith *et al.* 2011). It is obvious that conflicts between short and long-term biodiversity conservation occur, but the evidence of such conflicts is scarce in scientific papers. The examples of such conflicts were considering human made barriers to protect biodiversity, species invasion and restoring and imitating natural disturbance regime. Even though the conflict often was acknowledged in such cases, the conflicting conservation method was still used in lack of better options (Hayward & Kerley 2009).

One type of conflicts in biodiversity conservation is connected to conservation methods with wider objects. In some cases such methods stand for different ecological values and one has to choose between them. The aim of such conservation methods is first to halt the diminishing of species and, secondly to increase endangered species

populations. Comprehensive purpose is to make independent ecosystem, which does not need intervention anymore (Similä 2012). Choosing between ecological values is hard and we can find many nature conservation planning situations where this kind of decisions must be done. Such decisions must be made on different scales, starting from landscape and ending with microhabitat.

This paper does not give a comprehensive overview of all possible conflicts in biodiversity conservation, but hopefully provides a structure of such conflicts, that can be used as bases for future research. In future studies awareness of conservation conflicts should be united with conservation practice, with an aim to choose the best management options. Conflicts always have two to many parties and as solutions that include all of them are not at all always the best (Epps *et al.* 2011, Simberloff 1998), making important decisions in biodiversity conservation cannot be avoided.

Tänuavaldused

Töö valmis tänu juhendaja Kadri põhjalikele nõuannetele ja kaasjuhendaja Asko Lõhmuse abile. Lisaks aitasid töö koostamisele kaasa Lagle Matetski, Roland Svirgsten, Mehis Rohtla ja Uku Rooni. Suur aitäh teile kõigile!

Kasutatud kirjandus

Angelstam PK. 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *Journal of Vegetation Science* 9: 593-602.

Battin J. 2004. When good animals love bad habitats: Ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology* 18: 1482-1491.

Beier P & Noss RF. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241-1252.

Blaum N, Rossmanith E, Jeltsch F. 2007a. Land use affects rodent communities in Kalahari savannah rangelands. *African Journal of Ecology* 45: 189-195.

Blaum N, Rossmanith E, Popp A, Jeltsch F. 2007b. Shrub encroachment affects mammalian carnivore abundance and species richness in semiarid rangelands. *Acta Oecologica* 31: 86-92.

Boughton EH, Bohlen PJ, Steele C. 2013. Season of fire and nutrient enrichment affect plant community dynamics in subtropical semi-natural grasslands released from agriculture. *Biological Conservation* 158: 239-247.

Cleland EE. 2012. Biodiversity and ecosystem stability. *Nature Education Knowledge* 3: 14.

Daryanto S & Eldridge DJ. 2012. Shrub hummocks as foci for small animal disturbances in an encroached shrubland. *Journal of Arid Environments* 80: 35-39.

Dean WRJ, Milton SJ, Jeltsch F. 1999. Large trees, fertile islands, and birds in arid savanna. *Journal of Arid Environments* 41: 61-78.

Dick CW. 2001. Genetic rescue of remnant tropical trees by an alien pollinator. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 268: 2391-2396.

Epps CW, Mutayoba BM, Gwin L, Brashares JS. 2011. An empirical evaluation of the African elephant as a focal species for connectivity planning in East Africa. *Diversity and Distributions* 17: 603-612.

Foster JT & Robinson SK. 2007. Introduced birds and the fate of Hawaiian rainforests. *Conservation Biology* 21: 1248-1257.

Franklin JF. 1994. Preserving biodiversity: Species in landscapes: Response. *Ecological Applications* 4: 208-209.

Gaines WL, Lyons AL, Weaver K, Sprague A. 2011. Monitoring the short-term effects of prescribed fire on an endemic mollusk in the dry forests of the eastern Cascades, Washington, USA. *Forest Ecology and Management* 261: 1460-1465.

Haddad NM & Tewksbury JJ. 2005. Low-quality habitat corridors as movement conduits for two butterfly species. *Ecological Applications* 15: 250-257.

Hayward MW & Kerley GIH. 2009. Fencing for conservation: Restriction of evolutionary potential or a riposte to threatening processes? *Biological Conservation* 142: 1-13.

Hess GR. 1994. Conservation corridors and contagious disease: A cautionary note. *Conservation Biology* 8: 256-262.

Howe HF. 1994. Response of early-flowering and late-flowering plants to fire season in experimental prairies. *Ecological Applications* 4: 121-133.

Jüriado I, Karu L, Liira J. 2012. Habitat conditions and host tree properties affect the occurrence, abundance and fertility of the endangered lichen *Lobaria pulmonaria* in wooded meadows of Estonia. *Lichenologist* 44: 263-276.

Kaljuste T. 2004. Coastal meadow management from a botanist's point of view. *Koguteoses Rannap R, Briggs L, Lotman K, Lepik I, Rannap V (toimetajad), Coastal*

meadow management: Best practise guidelines. Eesti keskkonna ministeerium, Tallinn: 62-69.

Kuresoo A & Mägi E. 2004. Changes of bird communities in relation to management of coastal meadows in Estonia. Koguteoses Rannap R, Briggs L, Lotman K, Lepik I, Rannap V (toimetajad), Coastal meadow management: Best practise guidelines. Eesti keskkonna ministeerium, Tallinn: 55-61.

Lattin JD. 1993. Arthropod diversity and conservation in old-growth Northwest forests. *American Zoologist* 33: 578-587.

Leppik E. 2007. Epifüütsete samblike mitmekesisust mõjutavad tegurid Eesti puisniitudel. Magistritöö, Tartu.

Leppik E & Jüriado I. 2008. Factors important for epiphytic lichen communities in wooded meadows of Estonia. *Folia Cryptogamica Estonica* 44: 75-87.

Levin PS, Ellis J, Petrik R, Hay ME. 2002. Indirect effects of feral horses on estuarine communities. *Conservation Biology* 16: 1364-1371.

Lombard AT, Johnson CF, Cowling RM, Pressey RL. 2001. Protecting plants from elephants: Botanical reserve scenarios within the Addo Elephant National Park, South Africa. *Biological Conservation* 102: 191-203.

Mackey RL, Page BR, Duffy KJ, Slotow R. 2006. Modelling elephant population growth in small, fenced, South African reserves. *South African Journal of Wildlife Research* 36: 33-43.

McCann KS. 2000. The diversity-stability. *Nature* 405: 228-233.

Meik JM, Jeo RM, Mendelson JR, Jenks KE. 2002. Effects of bush encroachment on an assemblage of diurnal lizard species in central Namibia. *Biological Conservation* 106: 29-36.

Miller B & Reading RP. 2012. Challenges to black-footed ferret recovery: Protecting prairie dogs. *Western North American Naturalist* 72: 228-240.

Negro M, Rocca CL, Ronzani S, Rolando A, Palestini C. 2013. Management tradeoff between endangered species and biodiversity conservation: The case of *Carabus olympiae* (*Coleoptera: Carabidae*) and carabid diversity in north-western Italian Alps. *Biological Conservation* 157: 255-265.

Prather JW, Noss RF, Sisk TD. 2008. Real versus perceived conflicts between restoration of ponderosa pine forests and conservation of the Mexican spotted owl. *Forest Policy and Economics* 10: 140-150.

Rannap R & Rannap V. 2004. By way of introduction. Koguteoses Rannap R, Briggs L, Lotman K, Lepik I, Rannap V (toimetajad), Coastal meadow management: Best practise guidelines. Eesti keskkonna ministeerium, Tallinn: 4.

Rannap R, Lõhmus A, Jakobson K. 2007. Consequences of coastal meadow degradation: The case of the natterjack toad (*Bufo calamita*) in Estonia. *Wetlands* 27: 390-398.

Richards JD, Short J, Prince RIT, Friend JA, Courtenay JM. 2001. The biology of banded (*Lagostrophus fasciatus*) and rufous (*Lagorchestes hirsutus*) hare-wallabies (*Diprotodontia:Macropodidae*) on Dorre and Bernier Islands, Western Australia. *Wildlife Research* 28: 311-322.

Robertson BA & Hutto RL. 2007. Is selectively harvested forest an ecological trap for Olive-sided Flycatchers? *Condor* 109: 109-121.

Roemer GW & Wayne RK. 2003. Conservation in conflict: The tale of two endangered species. *Conservation Biology* 17: 1251-1260.

Schiffman P. 1994. Promotion of exotic weed establishment by endangered giant kangaroo rats (*Dipodomys ingens*) in a California grassland. *Biodiversity & Conservation* 3: 524-537.

Schlaepfer MA, Sax DF, Olden JD. 2011. The potential conservation value of non-native species. *Conservation Biology* 25: 428-437.

Scohier A & Dumont B. 2012. How do sheep affect plant communities and arthropod populations in temperate grasslands? *Animal* 6: 1129-1138.

Scott DM, Joyce CB, Burnside NG. 2008. The influence of habitat and landscape on small mammals in Estonian coastal wetlands. *Estonian Journal of Ecology* 57: 279-295.

Severns PM & Moldenke AR. 2010. Management tradeoffs between focal species and biodiversity: Endemic plant conservation and solitary bee extinction. *Biodiversity and Conservation* 19: 3605-3609.

Simberloff D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passe in the landscape era? *Biological Conservation* 83: 247-257.

Simberloff D & Cox J. 1987. Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology* 1: 63-71.

Simberloff D, Farr JA, Cox J, Mehlman DW. 1992. Movement corridors: Conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* 6: 493-504.

Similä M, Junninen K, Hyvärinen E, Kouki, J. 2012. Restoring heatland forest habitats. Koguteoses Similä M & Junninen K (toimetajad), Ecological restoration and management in boreal forests - best practice from Finland. Metsähallitus, Natural Heritage Service, Vantaa: 6-21.

Sirami C, Seymour C, Midgley G, Barnard P. 2009. The impact of shrub encroachment on savanna bird diversity from local to regional scale. *Diversity and Distributions* 15: 948-957.

Smith RK, Ryan E, Morley E, Hill RA. 2011. Resolving management conflicts: Could agricultural land provide the answer for an endangered species in a habitat classified as a World Heritage Site? *Environmental Conservation* 38: 325-333.

Šumpich J & Konvička M. 2012. Moths and management of a grassland reserve: regular mowing and temporary abandonment support different species. *Biologia* 67: 973-987.

Taggart JB. 2008. Management of feral horses at the North Carolina National Estuarine Research Reserve. *Natural Areas Journal* 28: 187-195.

Tainio ES & Siitonen M. 2012. Ecological management in nemoral broadleaved forests. Restoring heatland forest habitats. Koguteoses Similä M & Junninen K (toimetajad), Ecological restoration and management in boreal forests – best practice from Finland. Metsähallitus, Natural Heritage Service, Vantaa: 33-36.

Thirgood SJ, Redpath SM, Haydon DT, Rothery P, Newton I, Hudson PJ. 2000. Habitat loss and raptor predation: Disentangling long- and short-term causes of red grouse declines. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 267: 651-656.

Trinkel M, Funston P, Hofmeyr M, Hofmeyr D, Dell S, Packer C, Slotow R. 2010. Inbreeding and density-dependent population growth in a small, isolated lion population. *Animal Conservation* 13: 374-382.

Tukia HS & Similä M. 2012. Ecological management in sunlit habitats. Restoring heatland forest habitats. Koguteoses Similä M & Junninen K (toimetajad), Ecological restoration and management in boreal forests – best practice from Finland. Metsähallitus, Natural Heritage Service, Vantaa: 38-42.

Weisberg PJ, Mortenson SG, Dilts TE. 2013. Gallery forest or herbaceous wetland? The need for multi-target perspectives in riparian restoration planning. *Restoration Ecology* 21: 12-16.

Welsh HH. 1990. Relictual amphibians and old-growth forests. *Conservation Biology* 4: 309-319.

Vickery JA & Gill JA. 1999. Managing grassland for wild geese in Britain: A review. *Biological Conservation* 89: 93-106.

Woziwoda B & Kopeć D. 2013. Afforestation or natural succession? Looking for the best way to manage abandoned cut-over peatlands for biodiversity conservation. *Ecological Engineering*.

Öckinger E, Eriksson AK, Smith HG. 2006. Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation* 133: 291-300.

Young JC, Marzano M, White RM, McCracken DI, Redpath SM, Carss DN, Quine CP, Watt AD. 2010. The emergence of biodiversity conflicts from biodiversity impacts: characteristics and management strategies. *Biodiversity and Conservation* 19: 3973-3990.

Kaudsed viited

Caire N, Gatewood SE, Hardin ED, Jackson DR, Muller JW. 1986. Summary report on the vascular plants, animals and natural communities endemic to Florida. Nongame Wildlife Technical Report. Florida Game and Fresh Water Fish Commission, Tallahassee.

Marini L, Fontana P, Battisti A, Gaston KJ. 2009. Agricultural management, vegetation traits and landscape drive orthopteran and butterfly diversity in a grassland–forest mosaic: a multi-scale approach. *Insect Conservation and Diversity* 2: 213-220.

NSW Scientific Committee 1998. Black-necked stork: Endangered species determination: final. Department of Environment and Conservation, Sydney, Australia.

Obrist MK, Rathey E, Bontadina F, Martinoli A, Conedera M, Christe P, Moretti M. 2011. Response of bat species to sylvo-pastoral abandonment. *Forest Ecology and Management* 261: 789-798.

Orczewska A. 2009. Migration of herbaceous woodland flora into post-agricultural black alder woods planted on wet and fertile habitats in south western Poland. *Plant Ecology* 204: 83-96.

Peters KA, Otis DL. 2007. Shorebird roost-site selection at two temporal scales: is human disturbance a factor? *Journal of Applied Ecology* 44: 196-209.

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina

Anett

Reilent

(autori nimi)

(sünnikuupäev:

23.04.1991_____)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

Ökoloogilised konfliktsituatsioonid looduskaitstes

(lõputöö pealkiri)

mille

juhendaja

on

Kadri

Runnel

(juhendaja nimi)

1.1. reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2. üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus/ **23.05.2013**